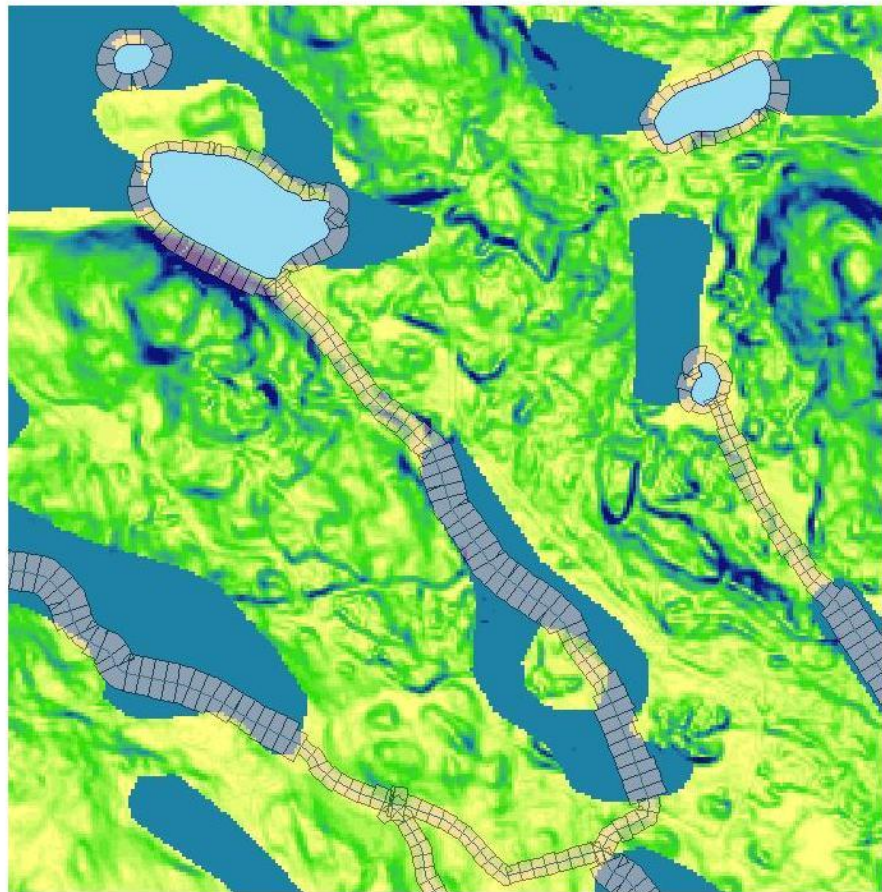


Kantzoner, skogsbruk och vattenkvalitet - Modellgenererad kantzonsbredd

Björn Henningsson & Per-Olof Nordin



Självständigt arbete 15 högskolepoäng

2010

Fakulteten för Skogsvetenskap

Umeå

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet

Enhet	Fakulteten för skogsvetenskap
Författare	Björn Henningsson, Per-Olof Nordin
Titel	Kantzoner, skogsbruk och vattenkvalitet - Modellgenererad kantzonsbredd
Nyckelord	Vattenkvalitet, kantzonsbredd, modell, skogsbruk, avverkning
Handledare	Anneli Ågren, Hjalmar Laudon, Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Examinator	Anders Alanärrä, fakulteten för skogsvetenskap
Kurstitel	Kandidatarbete i skogsvetenskap
Kurskod	EX0592
Program	Jägmästarprogrammet
Omfattning på arbetet	15 hp
Nivå och fördjupning på arbetet	G2E
Utgivningsort	Umeå
Utgivningsår	2010

1 Sammanfattning

Kantzoner mot vattendrag är av stor betydelse för att upprätthålla eller förbättra vattenkvaliteten i våra vattendrag. De strandnära zonerna fungerar som reservat i skogen med stor biologisk mångfald. De utgör barriärer för näringsämnen, löst organiskt kol, sediment, kvicksilver och andra miljögifter. Trädens rötter armerar jorden närmast vattendraget och minskar erosion och sedimentation. Syftet med detta arbete har varit att beskriva varför kantzoner bör användas och hur bredden på kantzonen, med hjälp av en modell i ArcMap, kan anpassas efter förhållandena runt vattendraget. För att beskriva varför kantzoner mot vattendrag bör användas samt bredden på dessa utförde vi en litteraturstudie. Den information vi fann under litteratursökningen tillämpas på Krycklanområdet Vindelns kommun, Västerbotten. Kantzonernas bredd anpassades med hjälp av modellen efter erosionsbenägenhet, lutningen i terrängen, sumpskogsförekomst samt vattendragsrang. Skillnaden mellan en fast kantzonsbredd och en varierad var stor. På många platser är en kantzon med fast bredd antingen för smal eller överdrivet bred.

Nyckelord: Vattenkvalitet, kantzonsbredd, modell, skogsbruk, avverkning

Abstract

Riparian buffer zones to waters are essential for maintaining or improving water quality in our waters. The riparian zone have great biological diversity and serve as sanctuaries in the forests. They serve as a barriers for nutrients, dissolved organic carbon, sedimentation, mercury and other pollutants. Tree roots reinforce the soil closest to the stream and reduce erosion and sedimentation. The purpose of this work has been to describe why the zones should be used and how the width of the buffer zone, by using a model in ArcMap, can be adapted to conditions around the watercourse. In order to describe why the buffer zone against watercourses should be used and the width of these, we performed a literature review. The information we found during the literature search applied to the Krycklan area Vindelns Municipality, Västerbotten. The width of the riparian edge zones was adapted by the model, after propensity of erosion, the slope of the terrain, the presence of swamp forest and stream order. The difference between a fixed and a varied buffer zone width was large. In many places a fixed buffer width is either too narrow or excessively wide.

Keywords: Water quality, edge zone width, model, forestry, clear cut

Innehållsförteckning

1 Sammanfattning	2
Abstract	2
2 Inledning	4
2.1 Bakgrund	4
2.2 Ekologi	4
2.3 DOC	5
2.4 Kvicksilver	5
2.5 Erosion och sedimentation	6
2.6 Näringsupptag	7
2.7 Kantzonen	7
2.8 Problemformulering	8
3 Material och metod	9
4 Resultat	12
5 Diskussion	16
Litteraturförteckning	20
Bilagor	23

2 Inledning

Med strandnära zon menar vi den zon närmast vattendraget som direkt påverkar vattendraget genom nedfall av löv och grenar, beskuggning eller vars vegetation påverkas av vattendraget genom exempelvis ökad fuktighet. Med kantzon menar vi den remsa av orörd vegetation som lämnas mellan vattendraget och avverkningen.

2.1 Bakgrund

Den strandnära zonen är av avgörande betydelse för strömmande vattendrags ekologi och produktion (Bergquist, 1999). Skyddet av dessa miljöer har varit bristfälligt och de har påverkats i mycket stor utsträckning (Bergquist, 1999). Vattenkvaliteten i våra vattendrag är starkt sammankopplad till omgivande mark och dess markanvändning (Naiman *et al.*, 1992). Skogsbruksåtgärder som avverkning, markberedning, dikning och anläggning av skogsbilväg innebär stora förändringar i avrinningsområdets mark- och vegetationsförhållanden (Henriksson, 2007). Henriksson (2007) hävdar vidare att dessa förändringar kan leda till ökade halter löst organisk kol (dissolved organic carbon, DOC), erosion och instabilitet i vattenfåran, ökade temperatursvängningar i vattendraget, ökade halter kvicksilver, minskad tillförsel av död ved, löv, smådjur, ökad kväveutlakning och ökad ljusinstrålning som helt kan ändra vattendragets artsammansättning. Skogsbruksåtgärder som avverkning ökar de ytliga vattenflödena och utflödet av DOC (Laudon *et al.*, 2009). De mindre vattendragen är känsligast för dessa förändringar men även större vattendrag påverkas då livsvillkoren för djur och växter i vattensystemens nedre delar i hög grad påverkas av förhållandena uppströms (Vannote *et al.*, 1980). Ett sätt att minska skogsbrukets påverkan på vattenkvaliteten är att lämna kantzoner längs vattendragen (Kiffney *et al.*, 2003). Kantzonen fungerar som ett filter för sediment och näringsämnen (Barling & Moore, 1994). Den strandnära zonen är mycket artrik och fungerar som en relativt ostörd zon (Naiman *et al.*, 1993). Växternas rötter håller samman jorden och stabiliserar på så sätt marken och förhindrar erosion och sedimentation i vattnet (Bergquist, 1999). Det finns många åsikter om hur bred kantzonen ska vara, allt från 3 m upp till 200 m beroende på vad man vill skydda och hur viktigt det är att uppnå fullgott skydd.

2.2 Ekologi

De strandnära zonerna utgör viktiga habitat för både land- och vattenlevande organismer (Naiman *et al.*, 1993). De kan fungera som reservat och korridorer i landskapet och bidra till spridning av arter mellan områden som skilts från varandra genom t.ex. avverkning (Barling & Moore, 1994). Kantzoner fungerar som en övergång mellan vatten och land och artrikedomen är ofta högre i övergångszonen än i omgivande ekosystem (Naiman *et al.*, 1993). Strandzonens vegetation har stor betydelse för vattenlevande organismer och för artsammansättningen i vattendraget (Nyberg & Eriksson, 2001). Den strandnära vegetationen ökar tillgången på organiskt material i vattnet, både genom nedfall från vegetationen som löv, barr, grenar och hela träd men även insekter och andra smådjur som faller ned i vattnet (Barling & Moore, 1994). Barling och Moore (1994) hävdar att detta bidrar till en större tillgång och variation på föda för de djur som lever i den strandnära zonen och i vattendraget. Lövträd är att föredra i kantzonen då de har mer näringsrik och lättnedbruten förna jämfört med barrträd (Bergquist, 1999). Nedfallande grenar och träd skapar strukturer genom att bromsa vattenflödet och skapa skyddade livsmiljöer för vattenlevande djur (Ring *et al.*, 2008). Reeves *et al.* (1993) visade att bäckar som låg i områden med lågt timmeruttag hade mer andel död ved i vattnet, och därmed utgjorde mer varierade habitat, än bäckar i områden med högt uttag av timmer. Träd och annan vegetation skapar överhäng som utgör skydd för olika organismer (Bergquist, 1999). Snabbväxande arter som Klibbal och knäckepil med hög

produktionsförmåga är vanliga arter i strandzonen (Bergquist, 1999). Kantzonen bör lämnas orörd med en naturlig blandning av små och stora träd (Bergquist, 1999). Bergquist (1999) poängterar vidare vikten av stora gamla träd i kantzonen då de tappar mer förna och död ved än mindre träd. Träd och annan omgivande vegetation beskuggar vattendraget och begränsar ljuset som når vattnet. (Barling & Moore, 1994). Tar man bort den beskuggande vegetationen ökar primärproduktionen i vattnet och artsammansättningen kan påverkas (Castelle *et al.*, 1994). Beskuggningen gör att vattentemperaturen på sommaren blir lägre och vattentemperaturen på vinter blir högre (Castelle *et al.*, 1994). I en studie av Gomi *et al.* (2006) påvisades efter avverkning en ökad vattentemperatur under sommaren i bäckar utan kantzon med 2 - 8 °C. Studien visade även att med en kantzon på 10 m eller 30 m ökade inte temperaturen. Liknande resultat påvisas av Ahtiainen (1992), det vill säga en ökad temperatur efter avverkning, men ingen skillnad i temperatur om en kantzon avsätts.

2.3 DOC

Halten DOC är av mycket stor betydelse för ekologin i vattendragen (Jansson *et al.*, 2007). Det finns flera skäl till detta: Bakterieplankton långt ner i näringskedjan livnär sig av DOC och därigenom påverkas hela näringskedjan i ytvattnet (Jansson *et al.*, 2007), samt DOC påverkar komplexbindningen av metaller som Aluminium till humuspartiklarna (Tipping *et al.*, 1991). pH-värdet är starkt sammankopplat med halten DOC (Laudon & Buffam, 2008). Lågt pH kan leda till att oorganiskt aluminium fälls ut och når vattendragen vilket skapar mycket stora problem för organismer som andas med gälar (Ring, 2008). Aluminiumet fastnar på gälarna och kan medföra kvävning eller rubbning av djurets saltbalans (Ring, 2008). Buffam (2007) visade att de vattendrag i Krycklan där pH under vårfloden sjönk under pH 5 inte hyste någon öring (*Salmo trutta*) medan öring fanns i vattendrag med pH 5,5 under vårfloden. Även små skillnader i halten DOC kan ha stor effekt på andelen av ett strömmande vatten med ett pH under en viss nivå (Laudon & Buffam, 2008). Slutavverkning påverkar i hög grad halten DOC i strömmande vatten, åtminstone under växtperioden (Laudon *et al.*, 2009). Laudon *et al.* (2009) påvisade en ökning av halten DOC i två strömmande vattendrag i Krycklanområdet med upp till 50 % under försommaren jämfört med två kontrollvattendrag. Analysen bekräftar även teorin att den ökade grundvattennivån som följer en avverkning, leder till ökade halter DOC. Laudon *et al.* (2009) visade att den ökade avrinningen i kombination med ökningen av halten DOC i avrinningsvattnet gav en total ökning av DOC-exporten med 70 % under perioden juni till oktober. I många av våra boreala skogar har den strandnära zonen stor betydelse för mängden DOC i de strömmande vattendragen (Laudon *et al.*, 2009). Halten DOC ökar ju närmare markytan man kommer i den strandnära zonen (Laudon *et al.*, 2009). Om grundvattenytan ökar kommer jord med högre halter DOC att komma i kontakt med vattendraget vilket höjer halten DOC i vattnet (Laudon *et al.*, 2009). Laudon *et al.* (2009) visade i sin studie att avverkning höjer grundvattennivån under försommaren. Alla åtgärder som ökar halten löst organiskt material (dissolved organic matter, DOM) och oorganiska sulfider kommer öka lösligheten och därmed transporten av kvicksilver och metylkvicksilver (CH_3Hg^+) (Bishop *et al.*, 2009). Det är därför av mycket stor vikt att uttransporten av DOM och oorganiska sulfider och därmed uttransporten av kvicksilver till vattendrag hindras (Bishop *et al.*, 2009).

2.4 Kviksilver

Martin (2010):

I marken finns kvicksilver naturligt förekommande men även antropogent tillfört kvicksilver. Det antropogena kvicksilvret har flera källor: I pappersindustrin användes kvicksilver för att hindra

papperet och massan från att mögla, i jordbruket som konserveringsmedel och kvicksilver från utsläpp i atmosfären har genom nederbörd ackumulerats i marken. Vid avverkning, markberedning och andra åtgärder som innebär körning med tunga maskiner i skogen läcker kvicksilver via körspår och förhöjda vattenflöden ut från skogsmarken. De tunga maskinerna kompakterar jorden vilket leder till syrefattiga miljöer där metylering av kvicksilver sker, och ibland bildas körspår där vatten samlas. I syrefattiga fuktiga miljöer som strandnära zoner, våtmarker, vattenfyllda körspår och sediment i sjöar omvandlas kvicksilver till den mycket giftiga formen metylkvicksilver, men även i väl-dränerad skogsmark bildas metylkvicksilver dock i betydligt mindre mängder.

Metylkvicksilver är fettlösligt och tas lätt upp av organismer och förs på så sätt in i näringskedjan (Skjellberg, 2004). Skjellberg hävdar att väl inne i organismerna binder metylkvicksilvret och kvicksilvret extremt hårt till svavelgrupper på enzymer vilket gör att många livsviktiga processer hindras. Körspår gör att vatten från kompakterade områden med högre halter metylkvicksilver snabbt kan rinna ut i vattendragen (Martin, 2010). Om vattnet rinner sakta ner i jorden och får tid i marken kan det omvandlas från metylkvicksilver till vanligt kvicksilver (Martin, 2010). Kalavverkning bidrar med 10-25 % av metylkvicksilvret i fisk i insjöar och gallring bidrar med 15-40% (Martin, 2010). I skogsbruket utgör körskador det största problemet (Martin, 2010). Kantzonen måste få vara en remsa ostörd av maskiner (Martin, 2010). Vid vattenöverfart ska temporära broar användas för att inte göra körspår som leder ner i vattnet (Martin, 2010). Skjellberg (2004) hävdar att kvicksilver och metylkvicksilver binder hårt till humuspartiklar i mark och vatten vilket innebär att rörligheten och transporten av kvicksilver och metylkvicksilver är starkt sammankopplat med transporten av humus. Det är därför av största vikt att skogsbruket vidtar åtgärder som minskar uttransport av organiskt material till sjöar och vattendrag (Skjellberg, 2004).

2.5 Erosion och sedimentation

Rivinoja och Larsson (2001) hävdar att:

Erosion kan medföra grumling och sedimentation i vattendrag. Vid höga flöden sedimenterar endast begränsade mängder av eroderat material på vattendragets botten medan det allra mesta förblir suspenderat och grumlar vattnet. Detta medför oftast negativa effekter på vattenlevande organismer. Vid låga flöden är förhållandet omvänt och mer partiklar sedimenterar och vattnet blir klarare. Grumligt vatten kan medföra sänkt primärproduktion i vattendraget och därmed tillgången på föda. Sedimenten påverkar två viktiga egenskaper hos bottenmaterialet i fiskarnas lekområden: Permeabiliteten och hålrumstorleken. Om permeabiliteten försämras påverkas till- och bortförseln av gaser som syre, koldioxid och ammoniumkväve vilket har negativ effekt på ynglens överlevnad. Om storleken på hålrummen minskas kan ynglen få problem att efter kläckning ta sig upp ur bottenmaterialet.

Om förhöjda sedimenttransporter kvarstår under längre perioder kan effekterna av dessa bli permanenta (Bergquist, 1999). Laxfiskar är mycket känsliga för förhöjda sedimenttransporter (Bergquist, 1999). Det finns ett flertal studier bland andra Reeves (1993), som visar på lägre förekomst av öring på grund av högre sedimenttransporter. Olsson & Persson (1988) tillsatte 20 % sand till det grova bottenmaterialet, och visade att ägg- och embryoöverlevnaden av Öring (*Salmo trutta*) minskade från 90 % till 28 %. Vegetationen i kantzonen utgör ett hinder som minskar hastigheten på vattenflödet och fångar in sediment

och organiskt material (Barling & Moore, 1994). Kantzonen i rollen som sedimentfilter är mest effektiv vid långsamt rinnande vatten (Barling & Moore, 1994). Barling och Moore (1994) hävdar vidare att om vattnet rinner snabbt eller om marken är så mättad med vatten att vattnet rinner på markytan filtreras mycket mindre sediment bort. Med minskande partikelstorlek på sedimenten minskar kantzonens förmåga att filtrera bort dem (Barling & Moore, 1994). De mindre partiklarna binder mer effektivt näringsämnen till sin yta och därmed är kantzonen mer effektiv på att filtrera större sediment än näringsämnen (Barling & Moore, 1994). Vid långsammare vattenflöden kan vattnet infiltrera djupare ner i jorden och suspenderade sediment ges tid att sjunka (Barling & Moore, 1994). För effektiv vattenrening i kantzonen bör vattnet rinna utspritt och långsamt igenom kantzonen och inte i kraftiga punktflöden (Correll, 1997). Vegetationens rötter armerar jorden och motverkar erosion (Castelle *et al.*, 1994). Studier har visat att skog i anslutning till vattendrag minskar fluktuationen i vattenstånd vid höga nederbörds mängder vilket minskar erosion (Castelle *et al.*, 1994). Ahtiainen (1992) påvisade en stor skillnad i halten suspenderade partiklar i ett vattendrag nedan ett avverkat och markberett område jämfört med ett avverkat och markberett område där kantzon lämnats. Ahtiainen (1992) mätte halten suspenderade partiklar under åren 1979 – 1988. 1988 var halten suspenderade partiklar i vattendraget där ingen kantzon lämnats 500 ggr högre än där kantzon lämnats. Dock angavs inte kantzonens bredd.

2.6 Näringsupptag

Kantzonen kan fånga upp metaller och näringsämnen i avrinningsvattnet genom filtrering och upptag av vegetationen (Castelle *et al.*, 1994). Näringsupptaget i kantzonen ökar med bredden och minskar med antalet toppflöden (Dillaha *et al.*, 1986). Utöver kantzonens bredd har även markens lutning, jordarternas vattenhållande och vattengenomsläppande förmåga stor betydelse för hur effektivt kantzonen tar upp näringsämnen (Bergquist, 1999). För effektivt näringsupptag i kantzonen får inte vattenhastigheten vara allt för hög (Correll, 1997). Stora flödestoppar som vårflood har negativ inverkan på kantzonens upptagningsförmåga (Bergquist 1999). Detta beror på att undervegetationen inte hunnit etablera sig och träderna fortfarande är inaktiva (Uusi-Kämppe & Ylärinta, 1992). Kantzonens upptag av fosfor är främst beroende av dess förmåga att filtrera sediment då det mesta av fosfor är bunden till lösa partiklar (Vought *et al.*, 1994). Studier har visat att kväve effektivt stoppas av en skogsbeklädd kantzon på 7 m, dels genom upptag av vegetationen och dels genom denitrifikation (Bergquist, 1999). En studie utförd i kustområden i Maryland visade att skogsbeklädda kantzoner minskade överskottet av fosfor med upp till 80 % och kväve 89 % (Castelle *et al.*, 1994). Det mesta av detta inom de första 19 m. Ahtiainen (1992) utförde en studie där vattenkvaliteten nedan ett avverkat och markberett område utan kantzon jämfördes med ett område där samma åtgärder utfördes med en kantzon längs vattendraget. I snitt var halten kväve 40 % högre i vattendraget där ingen kantzon lämnats jämfört med området med kantzon.

2.7 Kantzonen

Kantzoner ska alltid avsättas runt vattendragen då någon form av påverkan sker på omkringliggande områden (Bergquist, 1999). Skogsvårdslagen ställer krav på att kantzoner ska avsättas runt vattendrag och våtmarker, dock specificeras inte bredden. Många faktorer påverkar vilken bredd på kantzonen som är lämplig. Det kan vara markanvändning, jordart, topografi, erosionsbenägenhet och vegetation (Bergquist, 1999). Funktioner som ska uppfyllas kan vara erosionskydd, filter för näring, DOC, kvicksilver och sediment, upptag av extra vatten till följd av t.ex. avverkning, utjämning av flöden, reglering av ljusinsläpp till vattendraget, säkerställa tillförseln av organiskt material och bevarandet av höga naturvärden i den strandnära zonen (Bergquist, 1999). Såväl internationellt som nationellt finns flera olika

rekommendationer om lämpliga kantzonsbredder. Myndigheter, organisationer, företag m.fl. har alla tagit fram egna rekommendationer för kantzoner. Generellt pekar de olika rekommendationer mot större hänsyn vid känsliga områden som våtmarker och erosionskänsliga marker (Nyberg & Eriksson, 2001).

2.8 Problemformulering

En kalavverkning innebär en mycket stor förändring i landskapet. Den höjda grundvattennivån som följer medför många negativa effekter på vattenkvaliteten i områden nedan hygget. Tunga maskinerna orsakar markkompaktering vilket kan leda till ökade halter kvicksilver och aluminium vilket riskerar att orsaka en försämrad vattenkvalitet. Det råder inga tvivel om kvarlämningen av kantzoner har positiv effekt på vattenkvaliteten.

Syfte: Genom en sammanställning av tillgänglig litteratur redogöra för kantzonens roll i bevarandet av god vattenkvalitet. Denna kunskap tillämpar vi på Krycklanområdet i Vindelns kommun. Vi skapar en modell som utgår från det omgivande landskapet och utifrån erosionskänslighet, lutning, sumpskogsförekomst och vattendragsrang beräknar lämplig kantzonsbredd. Genom att kantzonens bredd anpassas efter förhållandena på platsen kan flera positiva effekter uppnås: Man undviker att kantzonen blir onödigt bred och på så sätt maximeras arealen produktiv skogsmark som kan brukas; Högre biologiska värden kan uppnås om särskilt viktiga biotoper skyddas.

För att uppnå syftet har vi valt att besvara följande frågeställningar:

- Vilka effekter på vattenkvaliteten innebär kvarlämnandet av kantzoner längs vattendragen vid en kalavverkning när det gäller ekologin i strandnära zonen, utsläpp av DOC, kvicksilver, näringsämnen, erosion?
- Hur kan kantzonens bredd anpassas med hjälp av en modell i ArcMap för att minimera skogsbrukets negativa effekter på vattenkvaliteten?

Vi fokuserar på vattenkvalitet i samband med kalavverkning. Detta för att begränsa arbetets omfattning samt för att kalavverkning är, om inte den största, en av de skogsbruksåtgärder som innebär störst förändring av vattenkvaliteten. Det innebär att kantzonsbredden är anpassad utifrån att området kalavverkas.

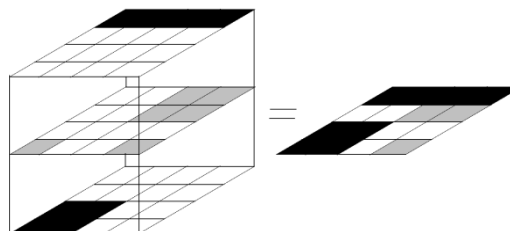
3 Material och metod

Arbetet utfördes på Krycklanområdet, ett 6780 ha stort område beläget 6 km nordost om samhället Vindeln i Västerbottens län (Öhman *et al.*, 2009). Området består av 6098 ha produktiv skogsmark där huvuddelen är barrskog (Öhman *et al.*, 2009). Övervägande andelar i de låglänta och fuktiga områdena består av granskog medan de höglänta och torrare områdena främst består av tallskog (Öhman *et al.*, 2009). Längs vattendragen är barrträden dominerade men andelen lövträd ökar (Öhman *et al.*, 2009). Hela modellen skapades och kördes i programmet ESRI ArcMap 9.3 build 1850. För att lättare kunna följa metodbeskrivningen rekommenderas bilaga 1 där modellens uppbyggnad beskrivs. Vissa konstanter som anges i metodbeskrivningen nedan justerades under olika körningar av modellen (tabell 1). Med funktionen *Clip* klipptes polygonlagret Sjöar samt polylinjelagret Vattendrag, båda från GSD fastighetskartan (skala 1:10000) utgiven av Lantmäteriverket, med områdesgränsen (Sveriges Lantbruksuniversitet) som mall. Lagret med sjöar gjordes om från polygoner till polylinjer med funktionen *Polygon to line*. De olika sjöarna markerades i attributtabeln för sjölagret genom att trycka Ctrl+A. Därefter sammanfogades de enskilda sjöarna till en med funktionen merge som återfinns i editormenyn. För att det skulle vara möjligt att använda bufferfunktionen i ArcMap och ändå få variabel kantzonbredd delades sjöarna och vattendragen upp i 20 m långa segment med hjälp av funktionen *Divide* vilken återfinns i editormenyn. Detta resulterade i ett lager med vattendrag uppdelat i segment om 20 m och ett lager med sjöarnas strandkanter uppdelade i segment om 20 m. Allt som följer i metodbeskrivningen från denna punkt sker i modellen om inget annat anges, se bilaga 1. Ett raster med lutningen i procent skapades från DEM-raster med upplösningen 5 m (Sveriges Lantbruksuniversitet & European Space Agency) med funktionen *Slope* och inställningen *Output measurement = percent rise*. Lutningsrastret modifierades efter lutningsformeln (Bergquist, 1999) där värdet av varje pixel i rastret multiplicerades med 0,6 och därefter adderades med 8, med funktionerna *Times* och *Plus*. Med funktionen *reclassify* sattes en övre gräns för vad lutningsformeln kan generera för värden, genom att alla värden genererade av formeln som översteg maxvärdet klassades om till maxvärdet (tabell 1). Utanför modellen klipptes Jordart

modell B (Sveriges geologiska undersökning, skala 1:50000) med områdesgräns som mall. Polygonlagret Jordart modell B konverterades till ett raster med funktionen *Polygon to raster*. Med funktionen *Con* klassades pixlar med erosionskänslig jord (organisk jordart, silt) om till värde 20. Övriga pixlar gavs värdet 0. Erosionsrastret hade nu enbart två värden: 0 och 20.

Utanför modellen klipptes sumpskogskartan

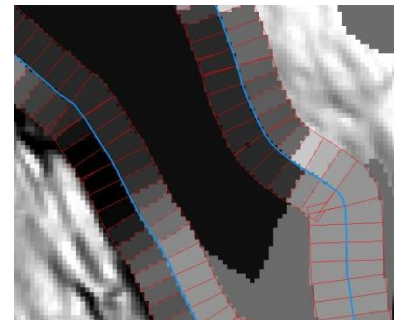
(Skogsstyrelsen, skala 1:500000) med funktionen *Clip* med områdesgräns som mall. Polygonerna omvandlades till raster med funktionen *Polygon to raster* med *Lan* som *value field* och pixelstorlek 5 m. Därefter klassades de om från värde 24 till 25 med funktionen *Reclassify*. Polygonen områdesgräns gjordes om till ett raster med funktionen *Polygon to raster* med ObjektID som *value field*. Detta raster kombinerades med rastret över sumpskogar med funktionen *Combine*. Det kombinerade rastret klassades om med funktionen *Reclassify* och gavs värden 0 där ingen sumpskog fanns och 20 där sumpskog fanns. Rastren över sumpskog, lutning och erosion jämförs med varandra med funktionen *Cell statistics* med inställningen *maximum* (figur 1). Resultatet blev ett kombinerat raster som visade kantzonbredden



Figur 1. De tre rastren kombineras till ett raster med funktionen *Cell statistics* och inställningen *MAXIMUM*, som sätter ihop ett kombinerat raster baserat på det högsta värdet för varje pixel i de tre överlappande rastren.

Svart färg = 3, grå färg = 2, vit färg = 1

baserat på det maximala värdet i varje pixel för de tre överlappande rastren. De segmenterade vattendragen och sjöarna buffrades med funktionen *buffer* med bredden 40 m med end type *flat*. Höger och vänster sida om vattendragen buffrades var för sig med inställningen *right* för höger sida respektive *left* för vänster sida av vattendragen (därav uppdelningen av modellen bilaga 1). Sjöarna buffrades med inställningen *left*. Sjöarna har bara en strandkant (cirkel) och inställningen *left* buffrar utsidan. Funktionen *Zonal statistics* med inställningen *mean* användes för att inom de buffrade områdena beräkna medelvärdet av det kombinerade rastret över erosion, lutning och sumpskog. Varje buffertsegment var 20 x 40 m och upplösningen på det kombinerade rastret var 5 m vilket resulterade i att medelvärdet för varje enskild buffertsegment var ett medelvärde av de ingående 32 pixlarna. Funktionen *Zonal statistics* genererade tre rasterbuffertzoner, en för höger sida av vattendragen, en för vänster sida samt en för sjöarna. De tre rastren fick värden som motsvarade lämplig kantzonsbredd (figur 2). Värdena i rastren klassades om till heltal med hjälp av funktionen *Reclassify*. Värde 9-10 klassades om till 10, värde 10-11 klassades om till 11 och så vidare. Rastren omvandlades till polygoner med funktionen *Raster to polygon* och resulterade i tre polygonlager, två för vattendragen och ett för sjöarna. Polygonvärdet som innehöll rastrets värde kopplades till vattendragens och sjöarnas polylinjesegment med funktionen *Spatial join* med inställningen *closest*. *Spatial join* överförde värdet i polygonernas attributtabell till linjesegmentens attributtabell. Medelvärdet av det kombinerade rastret vilket låg till grund för kantzonsbredden var nu kopplat till varje linjesegment. Funktionen *spatial join* användes för att koppla samman vattendragens linjesegment med ett linjesegment (Anneli Ågren opublicerat) som innehöll information om vattendragens rangordning enligt Strahlerklassificeringen. Med funktionen *Add field* lades en tom kolumn in i attributtabellen för vattendrag och sjöar. Denna tilldelades namnet buffertbredd. Buffertbredden adderades med ett och subtraherades med vattendragets rang (1-4) med funktionen *Calculate field* som återfinns på menyn då man trycker på höger musknapp i attributtabellen. Föregående steg skedde utanför modellen. För att det skulle vara möjligt att sammankoppla vattendrag och sjöar skapades på samma sätt en ny kolumn i attributtabellen för sjöarna där buffertbredden enbart kopierades till den nya kolumnen med funktionen *Calculate field*, då vattendrags rangordning inte är aktuellt för sjöar. Funktionen *Buffer* med inställningen *flat* för ändarna och i *distance*, valdes *field* och buffertbredd. Inställningen *flat* gjorde att ändarna på buffertpolygonerna om vardera 20 m blev tvärt kapade och inte rundade. Kantzonen för vardera sidan om vattendragen och sjöarnas kantzon kopplades ihop med funktionen *Merge* till ett kantzonslager. Med funktionen *Union* togs överlappande polygoner bort. Vattendragen och sjöarna buffrades med funktionen *Buffer* med fasta bredder om 10, 20 och 30 m. Lagret med kantzoner markerades i attributtabellen och med hjälp av funktionen *Statistics* beräknades total kantzonareal. Ett lager som visade marktypen produktiv skogsmark (kNN-data) klipptes med områdesgränsen som mall. Lagret klipptes igen med våra buffertzoner genererade av modellen som mallar. Arealen produktiv skogsmark beräknas med funktionen *Calculate geometry* i attributtabellen för kNN-lagret över produktiv skogsmark. Alla tabeller skapades i Microsoft Excel 2007. Figur 6 skapades i Minitab 15.1.1.0, övriga diagram skapades i Microsoft Excel 2007.



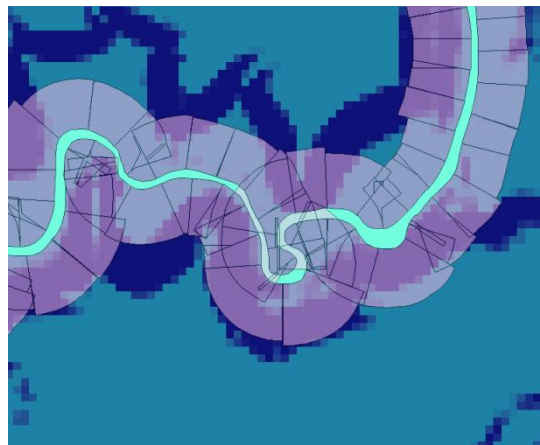
Figur 2. Medelvärdet av det kombinerade rastret 40 m ut från vattendragen beräknat för varje 20 m segment av vattendraget med hjälp av 40 m breda buffertpolygoner (röda polygoner). Värdena av raster inom buffertpolygonerna har klassats om från flytande till heltal. Vattendrag utmärkta med blå färg.

Tabell 1. Inställningar för **Minimal**, **Medel** och **Maximal bredd**. Formeln för lutning genererade lämplig kantzonsbredd i meter baserat på lutningen i procent. Om lutningen är så stor att lutningsformelns värde överstiger maxvärdet, justeras lutningsformelns värde ned till maxvärdet. För erosion och sumpskog anges de olika kantzonsbredder angivet i meter för **Minimal**, **Medel** och **Maximal bredd** där det inte var erosionskänsligt och där det var erosionkänsligt, respektive där sumpskog inte förekom samt där sumpskog förekom.

	Lutning		Erosion		Sumpskog	
	formel	max	ej känslig	känslig	nej	ja
Minimal bredd	$5+0,6 \cdot \text{Lutning (\%)}$	20	0	10	0	10
Medel bredd	$8+0,6 \cdot \text{Lutning (\%)}$	30	0	20	0	20
Maximal bredd	$11+0,6 \cdot \text{Lutning (\%)}$	40	0	30	0	30

4 Resultat

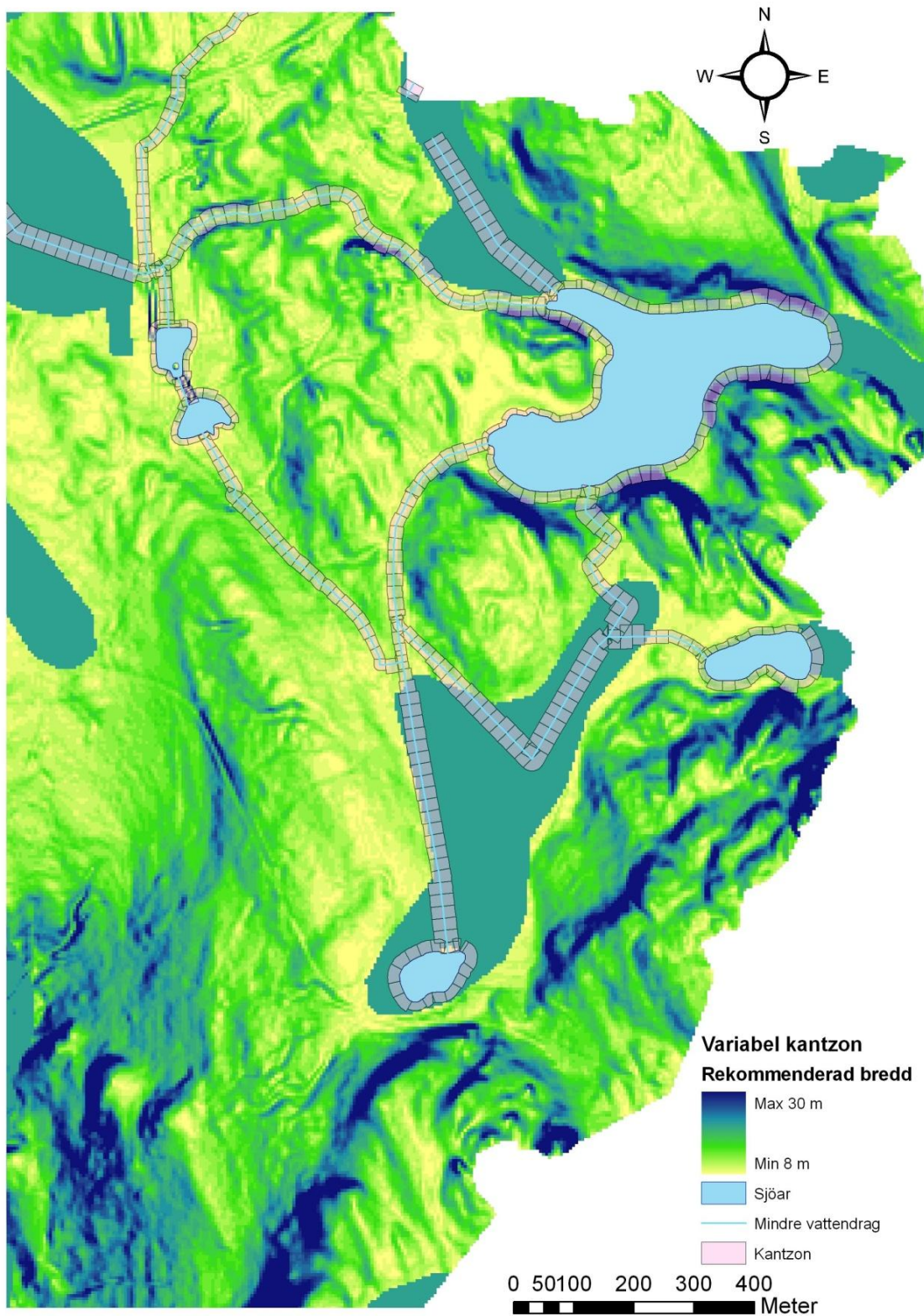
Modellen skapade 20 m långa segment med en kantzonsbredd som motsvarar medelvärdet det kombinerade rastret per 20 m segment av vattendraget 40 m vinkelrätt ut från vattendraget (figur 4). Då vattendragen och sjöarna uppdelades i segment om 20 m blev sista segmentet i änden av ett vattendrags polylinje mindre än 20 m. Detta syns i figur 4 strax under legenden. Kantzonerna på motstående sida om vattendragen blev helt skilda från varandra vilket gjorde att bredden blev olika på vardera sidan om vattendraget. Två 20 m segment som ligger intill varandra på samma sida om vattendraget är helt oberoende av varandra, det vill säga kantzonen kan vara 20 m bred i ett segment och 5 m bred i intilliggande segment. Där lutningen var liten, jordarten inte känslig för erosion samt där det inte förekom sumpskog blev kantzonen smal. Om lutningen var stark, jordarten erosionskänslig eller där sumpskog förekom blev kantzonen bredare. Om vattendraget var slingrigt kan kantzonerna se ut att överlappa. Detta påverkar dock inte arealberäkningarna då funktionen *Union* raderar överlappen. Modellen gjorde kantzonerna längs vattendrag med låg vattendragsrang bredare och kantzonerna längs vattendrag med högre vattendragsrang något smalare. Där vattendraget svängde kraftig kunde modellen göra kantzoner som sträckte sig ut i vattnet (figur 3). Detta skedde på ett fåtal ställen. Den totala kantzonsarealen för de tre olika körningarna av modellen samt total kantzonsareal då vi använde fasta bredder kan utläsas i tabell 2.



Figur 3. Kantzonerna (rosa) kan på vissa ställen där vattendraget svänger kraftigt överlappa vattendraget (ljusblå). Notera att två kantzonssegment som ligger bredvid varandra kan ha olika lång kantzon.

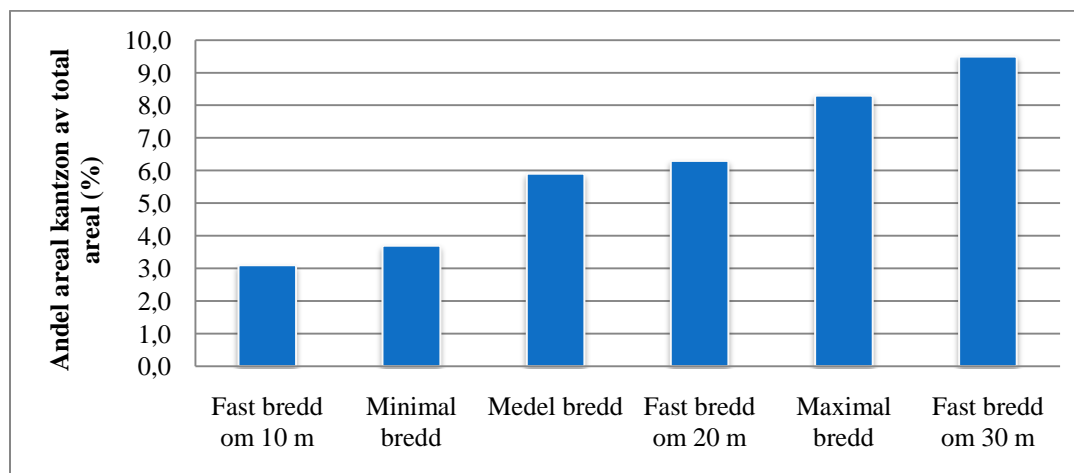
Tabell 2. Total kantzonsareal (ha) samt andelen kantzonsareal av total areal (procent), produktiv skogsmark i kantzonen och andelen produktiv skogsmark i kantzonen. Förklaring av **Minimal**, **Medel** och **Maximal bredd** finns i tabell 1. Med fast bredd menas körning av funktionen *buffer* med fasta kantzonbredder.

	Total kantzonsareal (ha)	Procent av total areal	Produktiv skogsmark i kantzonen (ha)	Procent av total produktiv skogsmark
Minimal bredd	252	3,7	201	3,3
Medel bredd	401	5,9	307	5,0
Maximal bredd	563	8,3	415	6,8
Fast bredd om 10 m	213	3,1	168	2,8
Fast bredd om 20 m	428	6,3	336	5,5
Fast bredd om 30 m	644	9,5	501	8,2



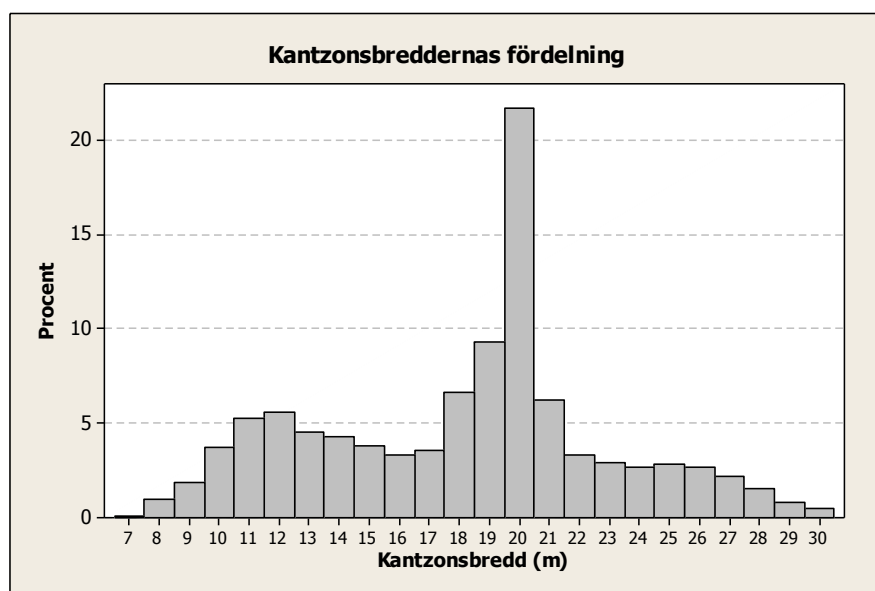
Figur 4. Resultatet av modellen **Medel bredd**. I bakgrunden ligger det kombinerade rastret skapat utifrån erosions-, sumpskog- och lutningsrastret. Kantzonens bredd avgörs av det kombinerade rastret och vattendragsrang.

I figur 5 redovisas andelen kantzonsareal av total areal. Notera att en fast bredd om 10 m ger minst andel kantzon följt av **Minimal bredd**, **Medel bredd**, fast bredd 20 m, **Maximal bredd** och slutligen fast bredd 30 m. **Minimal bredd** gav en medelkantzonbredd på 11,61 m, **Medel bredd** 18,17 m och **Maximal bredd** 24,91 m.



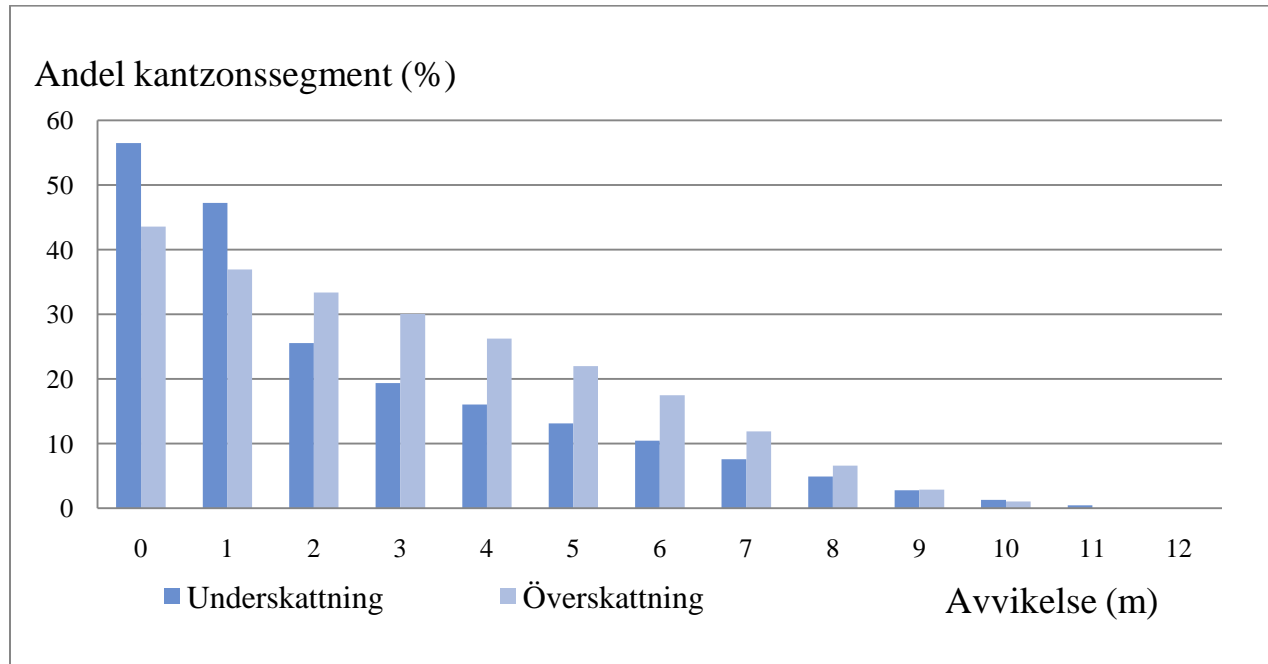
Figur 5. Andel areal som kantzonen upptar av total areal då man använder olika bredder på kantzonerna. Se tabell 1 för förklaring **Minimal bredd**, **Medel bredd**, **Maximal bredd**.

Eftersom erosions- och sumpskograstret har fasta kantzonsvärden och lutningsrastret har flera klasser kommer andelen kantzonsegment med en bredd som bestäms av erosions- och sumpskogsrastret vara högst (figur 6). Då modellen körs med **Medel bredd** genererar erosion- och sumpskogsrastren endast bredder i klassen 20 m. Beroende på vattendragsrang (1-4) sänks värdet och kan anta värdena 17-20, därav den höga andelen i dessa klasser. Övriga klasser är enbart styrda av lutningsformeln.



Figur 6. Fördelning av kantzonbredd längs alla vattendrag med vår modell, **Medel bredd**. Summan av procentandelarna blir 100 %, d.v.s. alla vattendrag har obruten kantzon.

Jämförelse av vår modell, **Medel bredd**, med en fast kantzon med samma bredd som medelvärdet av bredden vår modell skapat (figur 7). Om den fasta kantzonens bredd avviker mer än värdet på x-axeln (m) från modellens kan andelen under- och överskattningar utläsas på y-axeln. Om avvikelsen är 1 m eller mindre kommer den fasta kantzonens bredd oftare vara för smal än för bred. Vid en avvikelse på 2 m och större är förhållandet omvänt. Medelunderskattningen är mindre än medelöverskattningen.



Figur 7. Jämförelse mellan en fast kantzonbredd och modellens varierade kantzonbredd. Den fasta kantzonbredden är lika med medelvärdet av den varierade kantzonbredden (18,17 m). Där den fasta kantzonbredden är större än den varierade kantzonbredden sker en överskattning. Där den fasta kantzonbredden är mindre än den varierade kantzonbredden sker en underskattning. Andelen kantzonsegment med över- eller underskattningar av bredden med avvikelsen som anges på x-axeln, kan utläsas på y-axeln.

5 Diskussion

Ett av målen med kandidatuppsatsen var att genom en litteraturstudie redogöra för kantzonens betydelse för vattenkvaliteten i samband med slutavverkning. Ett mått på god vattenkvalitet är hur väl ekologin bevaras i vattendraget efter skogsbruksåtgärder. Kantzonen verkar utjämnande på temperatursvängningar i vattendraget, minskar solinstrålning, tillför organiskt material som löv och barr men även grenar och stammar som skapar strukturer i vattnet och skydd för vattenlevande organismer (Bergquist, 1999; Ring, 2008; Barling & Moore, 1994). Lövträd är att föredra framför barrträd då de har mer näringsrik och lättnedbrytbar förna (Bergquist, 1999). Eftersom marken nära vattendraget ofta är fuktig dominerar lövträd som klibbal och knäckepil (Bergquist, 1999). Dessa är för skogsbruket mindre intressanta vilket föranleder att dessa lämnas, och således ges bra livsvillkor för organismer i kantzonen samt vattendraget. Vi är övertygade om att kvarlämnandet av en kantzon vid avverkning avsevärt förbättrar ekologin i vattendraget jämfört med en avverkning ända fram till vattendraget. En mängd olika rekommendationer på kantzonbredder förekommer men det viktigaste verkar vara att en kantzons överhuvudtaget lämnas, bredden är av mindre betydelse för ekologin i den strandnära zonen. Vid avverkning höjs grundvattennivån och marknära skikt med höga halter organiskt material blir vattenmättade (Bishop *et al.*, 2009). Detta leder till höjda halter DOC i avrinningsvattnet (Laudon *et al.*, 2009) vilket i sin tur medför en sänkning av pH-värdet. Lågt pH kan leda till utfällning av aluminium vilket är giftigt för vissa vattenlevande organismer som andas med gälar (Ring, 2008). Kantzonens roll i att begränsa uttransporten av DOC tycks vara kantzonsträdens upptag av vatten och därmed sänkningen av grundvattennivån. Vi har i litteraturen inte funnit något stöd för att kantzonen faktiskt filtrerar bort DOC vilket var en teori vi hade i början. I studien av Laudon *et al.* (2009) påvisas ingen effekt av en kantzon på 5 m. Detta kan bero på att kantzonen var för smal för att reglera vattennivån. Vi tror att en bredare kantzon kan sänka grundvattennivån och därmed minska uttransporten av DOC i vattendragen. Det är av stor vikt att inga körskador får förekomma i kantzonen (Martin, 2010). Tunga maskiner kompakterar marken och i körspåren samlas vatten vilket leder till syrefattiga miljöer där metyleringen av kvicksilver ökar (Martin, 2010). Körspår som möjliggör att vatten rinner rakt ner i vattendraget får absolut inte förekomma (Martin, 2010). Vi tror att en möjlig lösning på detta problem kan vara användningen av broar vid vattenöverfarter, planera körningen så att körstråken läggs parallellt med vattendragen samt att man undviker djupa körspår och markkompaktering genom risning av marken samt avverkning på vintern. Det bästa är förstås att inte alls köra i kantzonen men detta kan vara omöjligt i vissa fall. Ökat vattenflöde till följd av avverkning kan leda till erosion och sedimentation (Bergquist, 1999). Kantzonens vegetation armerar jorden med rötterna samt filtrerar bort suspenderade partiklar ur vattnet som rinner genom den (Barling & Moore, 1994). Kantzonens vegetation saktar ned ytliga flöden och sediment suspenderade i vattnet får tid att sjunka (Barling & Moore, 1994). Genom filtrering av vatten samt genom vegetationens upptag av vatten kan kantzoner minska utlakningen av näringsämnen i vattendraget (Castelle *et al.*, 1994; Bergquist, 1999). Det tror vi kan vara särskilt viktigt vid kalavverkning då stora mängder näringsämnen som kväve frigörs.

Vi skapade en modell som genererade kantzoner med variabla bredder längs sjöar och vattendrag i Krycklanområdet. Modellen utgick från olika raster med data som beskrev omgivningen och anpassade kantzonens bredd utifrån detta. Modellen tog hänsyn till lutningen i terrängen, jordarten och därmed känslighet för erosion samt sumpskogsförekomst. I ett senare skede av modellen togs även hänsyn till vattendragsrang. Vi anser att detta tillvägagångssätt fungerar mycket bra. De data vi använde var lättillgängligt och kunde relativt enkelt modifieras för att passa in i modellen. Det är viktigt att upplösningen av rastren är hög för minimera osäkerheten i resultatet. De raster vi använde hade

upplösningen 5 m, men det skulle inte skada med ännu högre upplösning då variationen på en 25 m² stor yta kan vara stor. Osäkerheten i resultatet minskar med högre upplösning. Modellen baserade kantzonens bredd på värdet av underliggande raster. Vi tilldelade dessa raster värden som motsvarar en specifik kantzonbredd. Jordartsrastret klassades om med stöd av Eriksson *et al.* (2005) till två klasser beroende på känslighet för erosions där det höga värdet tilldelades erosionskänsliga områden. Naturvårdsverket & Fiskeriverket (2008) rekommenderar en kantzon på 20 – 30 m för att minska erosion och sedimenttransport och dessa rekommendationer användes som konstanter i modellen. Sumpskogsrastret klassades om i två klasser där det högre värdet representerade områden med sumpskogsförekomst och det lägre värdet områden utan sumpskog. Vi fann stöd i litteraturen för att fuktiga områden kan medföra metylering av kvicksilver och valde därför godtyckligt ett värde på kantzonbredden som vi ansåg rimligt (Martin, 2010). I litteraturen fann vi en formel för lämplig kantzonbredd beroende på terrängens lutning (Bergquist, 1999). Denna tillämpades på lutningsrastret. Formeln är framtagen för jordbruksmark i Australien men var den enda vi fann som var tillräckligt enkel för oss att använda. Vi är medvetna om att denna formel kanske inte ger perfekta värden men vi bedömer ändå att lutningen är så viktig att vi måste ta hänsyn till den på något sätt. Modellen tilldelade segment om 20 m en specifik kantzonbredd. Denna bredd baserades på ett rektangulärt beräkningsområde, 20 m längs med strandkanten och 40 m vinkelrätt mot vattendraget. Storleken på beräkningsområdet har vi själva bedömt som rimligt då litteratur saknas som berör området. Vi anser 20 m är en rimlig längd av beräkningsområdet. Det ger en rimlig upplösning vilket innebär att de lokala variationerna beaktas. En kortare längd innebär säkrare resultat, men vi anser det viktigt att en skogsmaskinist vid avverkning ska kunna följa kantzonsrekommendationerna. Vi bedömde att modellen bör ta hänsyn till området inom 40 m från vattendraget. Detta baserade vi på att den högsta kantzonbredden rekommenderad av Skogsstyrelsen är 30 m (Henriksson, 2007). Vi anser därmed att det är rimligt att undersökningsområdets bredd är något större än maximala kantzonbredden för att beakta variationer strax utanför området som kan ha betydelse för vattenkvaliteten. Risken med ett litet beräkningsområde är att modellen missar viktiga parametrar längre bort från vattendraget som har påverkan på vattenkvaliteten. Samtidigt är det en avvägning; vi vill inte att parametrar som ligger långt bort från vattendraget, och därmed har liten eller ingen betydelse på vattenkvaliteten ska påverka valet av kantzonbredd. I de tidigare versionerna av modellen togs ingen hänsyn till de olika sidorna om vattendraget. Kantzonen blev lika bred på bägge sidor. Vi insåg det orimliga i detta då variationen kan vara stor mellan vattendragets sidor och modifierade modellen så sidorna behandlades separat. Vi jämförde vår modifierade modell med den tidigare modellen. 89 % av kantzonsegmentens bredd skilde sig mellan modellerna varav, 58 % av dessa mer än 1 m. I 82 % av fallen då bredden skilde sig mer än 1 m, genererade den modifierade modellen en smalare kantzon än den tidigare modellen.

Modellen beräknade medelvärde av pixlarna i beräkningsområdet vilket ligger till grund för kantzonens bredd. Vi hade möjligheten att välja andra inställningar som t.ex. median, maximum eller minimum. Fördelen med medelvärdesberäkning är att varje enskild pixel inte får alltför stor betydelse och ingen enskild pixel bestämmer kantzonbredden. Samtidigt kan enskilda pixlar som indikerar ett stort behov av en bred kantzon försummas. Vi valde att ta hänsyn till vattendragets rang då vi fann stöd i litteraturen att vattendrag med lägre rang är mer känsliga för störningar än vattendrag med högre rang (Meehan, *et al.*, 1977; Bergquist, 1999). Kantzonens bredd adderades med ett och subtraherades med vattendragets rang. Även här har vi själva, med stöd av handledare, bedömt dessa konstanter som rimliga. Denna justering kan tyckas liten med ger ändå en viss skillnad i bredden av kantzonen. Modellen kördes med olika

ingångsvariabler för kantzonbredden beroende på erosionskänslighet, lutning och sumpskogsförekomst (tabell 1).

För **Minimal bredd** och **Maximal bredd** valde vi kantzonbredder med stöd av rekommendationer från Skogsstyrelsen (Henriksson, 2007) samt Naturvårdsverket & Fiskeriverket (2008). I rekommendationerna anges bredden i intervall. Utifrån dessa intervall valdes minimum- och maximumvärden så att avstegen från **Medel bredd** var lika för **Minimal bredd** och **Maximal bredd**. Vår tanke var att fler parametrar än erosion, lutning, sumpskog och vattendragsrang skulle ingå i modellen. Fler parametrar hade gett betydligt säkrare skattningar av kantzonernas bredd och därmed säkrare resultat. Utvecklingen av modellen tog dock längre tid än väntat och vi valde att stanna vid dessa fyra. Modellens uppbyggnad gör det enkelt att infoga fler parametrar men det tar tid, vilket vi inte hade. Med mer tid hade vi inkorporerat faktorer som solexponering, lövandel i kantzonen, avrinningsområdets storlek, andelen kalhuggen mark i avrinningsområdet, speciella naturvärden i vattendragen och fler fuktiga områden förutom sumpskog. Det är med hjälp av ArcMap och DEM-raster möjligt att modellera fram platser i terrängen där vatten samlas. Detta hade varit bra att få med i modellen då fuktiga områden är mer känsliga än torra (Henriksson, 2007). Det är rimligt att anta att med ökad andel avverkad areal i avrinningsområdet och därmed minskad transpiration, ökar trycket på kantzonen.

Omvandlingen av resultatet från lutningsformeln från flytande till heltal innebär en förenkling och förlust av data. Vi tvingades göra detta för det skulle vara möjligt att kombinera rastren. En omvandling från polygon till raster innebär en förenkling med informationsförluster till följd. Även steget som omvandlar raster till polygoner innebär en förenkling. I steget som omvandlar raster till polygoner finns möjligheten att välja inställningen *simplify*. Detta gav en differens av total kantzonsarealen med **Medel bredd** på 0,3 ha vilket motsvarar en skillnad på 0,74 % jämfört med inställningen *simplify* avstängd. Denna skillnad uppstår då polygonerna kopplas till polylinjesegmenten. Vi vet inte varför det blir en skillnad och vilken inställning som ger bäst resultat. Modellen genererade ingen kantzon i ändarna av vattendragen. Detta beror på inställningen *flat*. Vi bedömer dock att fördelarna med denna inställning överväger nackdelarna. Med denna inställning får kantzonerssegmentens yttre sidor bättre form. Om vattendraget slingrar sig kraftigt kommer kantzonen gå ut över vattnet (figur 3). Det medför att beräkningen av kantzonens totala areal överskattas. Detta har dock mycket liten påverkan på den totala kantzonsarealen.

En högre upplösning på rasterdatat över lutningen, erosion, och sumpskog hade gett mer exakta resultat. Högre upplösning innebär dock ökade kostnader för datainsamling. En sänkning av upplösningen från 5 m till 0,5 m innebär 100 gånger mer data. En ökad datamängd leder till att modellen tar betydligt längre tid att köra. Vi anser att man får väga fördelarna mot nackdelarna. Arealen produktiv skogsmark beräknades med kNN-data över produktiv skogsmark. kNN-datat hade en låg upplösning (25 m) vilket gav en osäkerhet i beräkningen av arealen och andelen produktiv skogsmark i kantzonen.

I figur 7 redovisas andelen kantzonsegment med fast kantzonbredd som avviker från modellens rekommenderade kantzonbredd. Denna figur ger en bild av hur mycket en fast kantzonbredd avviker från vad vi anser är en mer lämplig bredd. Trots att medelbredden av modellens rekommenderade kantzonbredder jämförs med modellens rekommenderade kantzonbredder är skillnaden mycket stor. Generellt sett är den fasta kantzonen för smal. Om avvikelsen är 2 m eller mer, är det vanligare att den fasta kantzonen är för bred. Som exempel kan nämnas att 35 % av

kantzonssegmenten med fast bredd hade en avvikelse större än 5 m jämfört med modellen. Vi tror, med stöd av handledaren Anneli Ågren, att en avvikelse på 5 m eller mer inte är försumbar när det gäller att minska skogsbrukets negativa effekter på vattenkvaliteten. Vi hävdar inte att de kantzonsbredder föreslagna av modellen är helt korrekta men däremot påstår vi att de är mer korrekta än en fast bredd som genererar samma kantzonsareal. Vår modell tar hänsyn till omgivningen och anpassar kantzonsbredden efter den. Med en fast bredd tas mindre hänsyn till omgivningen och risken är därmed stor att kantzonen antingen blir för smal eller onödigt bred. En alltför smal kantzona kan innebära försämrade vattenkvalitet och försämrade livsvillkor för organismer i den strandnära zonen (Bergquist, 1999). Överdrivet breda kantzoner innebär ekonomiska förluster för markägaren genom onödigt bortfall av produktiv skogsmark.

Vår tanke var att **Medel bredd** skulle vara vår rekommenderade kantzonsbredd i Krycklanområdet men vi insåg i efterhand att bredderna överdrevs. Körningen genererade ett medelvärde av kantzonsbredden på 18,17 m och maximala bredder upp till 30 m. Vi tror sällan så breda kantzona avsetts i dagens skogsbruk. Vi anser att den maximala bredden kunde ha sänkts. **Minimal bredd** gav en medelkantzonsbredd på 11,61 m vilket vi anser rimligare. Antalet kantzonssegment i klassen 19 m och 20 m dominerar i resultatet av **Medel bredd**. Detta beror på att erosions- och sumpskogsrastret har värdet 20 m och många av vattendragen och sjöarna låg inom dessa raster.

Modellen kan användas som hjälpmedel vid utformningen av kantzoner . Vi menar att modellen ska kombineras med fältobservationer för att ge en säkrare skattning av lämplig kantzonsbredd. Vår modell kan fungera som beslutsunderlag vid till exempel avverkningsplanering och avsättningar för naturvård. I dagens skogsbruk då många tillämpar certifiering finns krav på att areal avsätts för naturvårdsändamål. Som exempel kan nämnas FSC-certifieringen där kravet är att minst 5 % av arealen produktiv skogsmark avsätts för naturvårdsändamål (Svenska FSC – Forest Stewardship Council, 2010-02-24). Varför inte låta de strandnära zonerna med deras höga naturvärden utgöra dessa naturvårdsavsättningar och på så sätt bidra till god vattenkvalitet? **Medel bredd** genererar en kantzonsandel av den produktiva skogsmarken på 5 % vilket precis motsvarar FSC-certifieringens krav. Med **Minimal bredd** blir andelen kantzona av totala arealen produktiv skogsmark 3,3 %. Detta gör att man har möjlighet att avsätta vissa områden med speciella naturvärden som inte ligger i direkt anslutning till vatten och ändå understiga 5 %. Målet behöver självklart inte vara att precis tangera gränsen på 5 % men vi tror att målet för många skogsägare är att maximera arealen där skogsbruk kan bedrivas. Då modellen genererar en tydlig karta över kantzonsens utsträckning kan den med lätthet användas i skördardatorn som stöd för föraren. Vi anser att modellen fungerar bra men svårigheten ligger i att finna stöd i litteraturen för specifik kantzonsbredd. Kunskap saknas om hur väl kantzonen faktiskt kan lindra skogsbrukets negativa effekter på vattenkvaliteten. Ett exempel på detta är hur väl kantzonen egentligen påverkar halten DOC i vattnet som rinner genom den.

Litteraturförteckning

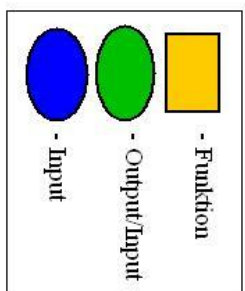
- Ahtiainen, M. (1992). The effects of forest clear-cutting and scarification on the water quality of small brooks. *Hydrobiologia*, 243/244, 465-473
- Barling, R. & Moore, I. (1994). Role of buffer strips in management of waterway pollution: A review. *Environmental Management*, 18(4), 543-558
- Bergquist, B. (1999). Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. (*Rapport/Fiskeriverket*, 1999:3). Drottningholm: Fiskeriverket.
- Bishop, K., Craig, A., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sørensen, R., Zetterberg, T. & Åkerblom, S. (2009). The Effects of Forestry on Hg Bioaccumulation in Nemoral/Boreal Waters and Recommendations for Good Silvicultural Practice. *AMBIO*, 38(7), 373-380
- Buffam, I. (2007). Linking Landscape Characteristics, Streamwater Acidity and Brown Trout (*Salmo trutta*) Distributions in a Boreal Stream Network. Doktorsavhandling. Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet.
- Castelle, A., J., Johnson, A., W. & Connolly, C. (1994). Wetland and Stream Buffer Size Requirements – A Review. *Journal of Environmental Quality*, 23, 878-882
- Correll, D.L. (1997) Buffer zones and water quality protection: general principles. In: Quest environmental. Buffer zones: *Their processes and potential in water protection*. 7-20. Hertfordshire: Quest environmental.
- Dillaha, T. A., Sherrard, J. H. & Lee, J. D. (1986). Long term effectiveness and maintenance of vegetative filter strips. (*Rapport/Virginia Polytechnic Institute and State University. Water Resources Research Center*). Blacksburg Virginia
- Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2005). *Wiklanders Marklära*. Lund: Studentlitteratur.
- Gomi, T., R. D. Moore, and A. S. Dhakal (2006), Headwater stream temperature response to clear-cut harvesting with different riparian treatments, coastal British Columbia, Canada, *Water Resources Research*. 42, W08437, doi:10.1029/2005WR004162
- Henriksson, L. (2007). *Skogsbruk vid vatten*. Jönköping: Skogsstyrelsen
- Jansson, M., Persson, L., De Roos, A., M., Jones, R. I., & Tranvik, L. J. (2007). Terrestrial carbon and intraspecific size-variation shape lake ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 22(6), 316-322
- Kiffney, P., Richardson, J. & Bull, J. (2003). Responses of periphyton and insects to experimental manipulation of riparian buffer width along forest streams. *Journal of Applied Ecology*. 40, 1060-1076
- Laudon, H. & Buffam, I. (2008). Impact of changing DOC concentrations on the potential distribution of acid sensitive biota in a boreal stream network. *Hydrology and Earth System Sciences*, 12, 425-435

- Laudon, H., Hedtjärn, J., Schelker, J., Bishop, K., Sørensen, R. & Ågren, A. (2009). Response of Dissolved Organic Carbon following Forest Harvesting in a Boreal Forest. *AMBIO*, 38(7), 381-386
- Martin, A. (2010). Intervju. I: Vetandets värld, Sveriges Radio P1. 2010-02-26. 11.00
- Meehan, W. R., Swanson, F. J., & Sedell, J. R. (1977). Influence of riparian vegetation on aquatic ecosystems, with particular reference to salmonids and their food supplies. (*Rapport /USDA Forest Service, 1977*). Tuscon, Arizona: USDA Forest Service
- Naiman, R. J., Beechie T. J., Benda L. E., Berg D. R., Bisson P. A., MacDonald, L. H., O'Connor, M. D., Olson, P. L. & Steel, E. A. (1992). Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion. *Watershed Management*, 6, 127–188.
- Naiman, R. J., Décamps, H. & Pollock M. (1993). The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecology Application*, 3(2), 209–212
- Naturvårdsverket & Fiskeriverket. (2008). Ekologisk restaurering av vattendrag. (*Rapport/Naturvårdsverket & Fiskeriverket, 2008*). Naturvårdsverket: Stockholm, Fiskeriverket: Göteborg
- Nyberg, P. & Eriksson, T. (2001). Skyddsridåer längs vattendrag (SILVA). (*Rapport/Fiskeriverket, 2001:6*). Göteborg: Fiskeriverket.
- Olsson, T. & Persson, B-G. (1986). Effects of gravel size and peat material concentrations on embryo survival and alevin emergence of brown trout, *Salmo trutta L.* *Hydrobiologia*, 135, 9-14
- Reeves, G., Everest, F. & Sedell, J. (1993). Diversity of Juvenile Anadromous Salmonid Assemblages in Coastal Oregon Basins with Different Levels of Timber Harvest. *Transactions of the American Fisheries Society* 1993, 122, 309-317
- Ring, E., Löfgren, S., Sandin, L., Högbom, L. & Goedkoop, W. (2008). Skogsbruk och Vatten – En kunskapsöversikt. *Redogörelse från Skogforsk*, 3, 1-64
- Rivinoja, P. & Larsson, S. (2001). Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten – En litteratursammanställning. (*Rapport/Vattenbruksinstitutionen, 2001:31*). Umeå: Sveriges Lantbruksuniversitet, Vattenbruksinstitutionen.
- Skyllberg, U. (2003). Kvicksilver och metylkvicksilver i mark och vatten – bindning till humus avgörande för miljörisk. *Fakta Skog*, 11, 1-4
- Svenska FSC – Forest Stewardship Council. Hemsida. [Online](2010-02-24) Tillgänglig: http://www.fsc-sverige.org/images/dokument/svenskfm_v2-0.pdf [2010-04-15]
- Tipping, E., Woof, C. & Hurley, M. A. (1991). Humic substances in acid surface waters; modelling aluminium binding, contribution to ionic charge-balance, and control of pH. *Water research*, 25(4), 425-435
- Uusi-Kämpä, J & Yläntä, T. (1992). Reduction of sediment, phosphorus and nitrogen transport on vegetated buffer strips. *Agricultural Science in Finland*. 1(6), 569-575.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37: 130-137.

Vought L, Dahl J, Pedersen C & Lacoursiere J (1994) Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*. 23, 342–348

Öhman, K., Seibert, J. & Laudon, H. (2009). An Approach for Including Consideration of Stream Water Dissolved Organic Carbon in Long Term Forest Planning. *AMBIO*. 38(7), 387-393



*Bilaga 1. Kantzonsmodellerna
skapad i Modelbuilder i
ArcMap*

